

TARTU ÜLIKOOL  
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND  
Ökoloogia- ja maateaduste instituut

Elisabeth Prangel

**PÕLLUMAJANDUSMAASTIKE ELURIKKUSE KAITSE:  
PÕLLUMAJANDUSLIKUD KESKKONNAMEETODID JA NENDE  
TULEMUSLIKKUS**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: vanemteadur Aveliina Helm

2015

## Sisukord

Sissejuhatus .....	3
1. Põllumajandusmaastike elurikkus .....	4
1.1. Funktsionaalne põllumajandusmaa elurikkus .....	4
1.1.1. Tolmeldamisteenus .....	4
1.1.2. Looduslik kahjuritõrje .....	5
1.1.3. Erosiooni kontroll .....	6
1.1.4. Mulla kvaliteedi parandamine ning efektiivne veeringlus .....	6
2. Elurikkust mõjutavad tegurid põllumajandusmaastikes .....	8
3. Põllumajanduslikud keskkonnameetmed .....	10
3.1. Taimestiku riba- ja joonelemendid .....	12
3.1.1. Põlluservad .....	13
3.1.2. Hekiread .....	15
3.1.3. Püsitaimestikuga laigud põllumassiivide sees ehk nn. mardikakünkad .....	17
3.1.4. Lindude talvised toitumisalad .....	18
3.1.5. Õiterohked rohumaaaribad .....	19
3.2. Otsekülv ehk künnivaba põlluharimine .....	20
3.3. Taimkatte olemasolu põllul vegetatsiooniperioodide vahel .....	22
3.3.1. Kattekultuuri külv .....	23
3.3.2. Kõrretüügastest kate põllu pinnal .....	23
3.3.3. Allakülv .....	24
3.4. Segaviljelus .....	25
3.5. Lõokeselaigud .....	26
3.6. Kesa jätmine .....	27
3.7. Kuivenduskraavid ja rohtunud veeteed .....	28
4. Olukord Eestis .....	31
Kokkuvõte .....	33
Summary .....	35
Tänuavaldused .....	37
Kasutatud kirjandus .....	38

## Sissejuhatus

Põllumajandusmaastikud on pika aja jooksul väljakujunenud omanäolised ökosüsteemid. Suur osa Euroopa elurikkusest on seotud põllumajandusmaastikutega, mis katavad ligikaudu 50% kogu Euroopa maismaa pinnast (Halada et al., 2011; Sutcliffe et al., 2014). Selliste oluliste pool-looduslike ökosüsteemide liigiline koosseis on aga ohtustatud 20. sajandi teisel poolel alguse saanud põllumajanduse intensiivistumise poolt (Benton et al. 2003), mille tõttu põllumajandusmaastikud on kaotanud mitmed oma kunagised maastikuelemendid. Muutunud tingimused ei taga enam optimaalset elukeskkonda põllumajandusmaastike elustikule, kuna kadunud on sobilikud elupaigad, maastik on muutunud homogeensemaks ning looduslikule elustikule ressursivaesemaks (Hendrickx et al., 2007). Tugevat negatiivset mõju on avaldanud elustikule ka põllumajanduskemikaalide kasutamine (Geiger et al., 2010) ning intensiivsest harimisest tulenev muldade vaesumine (Montgomery, 2004).

Olemasoleva elustiku mitmekesisuse ning arvukuse languse takistamiseks on kasutusele võetud põllumajanduslikud keskkonnameetmed, mille raames makstakse toetust põllumajandustootjatele, kes on nõus vastavaid meetmeid rakendama oma tootmistavadesse. Põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamise läbi proovitakse parandada põllumajandusmaa keskkonnakvaliteeti ning julgustada põllumajandustootjaid jätkusuutlikumalt majandama (Ekroos et al., 2014). Keskkonnameetmete raames luuakse juurde või üritatakse säilitada juba olemasolevaid looduslike elemente põllumajandusmaastikele nagu liigirikkad põlluservad, hekiread, erinevad puhveralad põldude sees jne (Holland, 2012). Samuti püütakse takistada mullapinna edasist degradeerumist ning erodeerumist (Ekroos et al., 2014).

Antud bakalaureusetöö eesmärgiks on anda lühiülevaade põllumajandusmaastike elurikkusest, koguda infot erinevate põllumajandusmaastike elurikkust mõjutavate tegurite kohta, tutvustada ja analüüsida erinevaid Euroopas rakendatavaid keskkonnameetmeid ning nende tulemuslikkust.

## 1. Põllumajandusmaastike elurikkus

Elurikkuse põllumajanduspiirkondades moodustab kogu põllumajandusmaastikel leiduvate taimede, loomade, seente ja mikroorganismide mitmekesisus (Altieri, 1999). Elurikkuse hulka loetakse nii looduslikult kujunenud mitmekesisus kui ka põllumajandusloomade ja -taimede mitmekesisus. Põllumajanduspiirkondade elurikkuse saab üldistatult jagada nelja erinevasse gruppi: taimed, selgroogsed (*Vertebrata*), lüliljalgsed (*Arthropoda*) ning ülejäänud mulla elustik. Taimede alla loetakse kõik põllumajandusmaastiku looduslikud rohhtaime- ja puuliigid kui ka kultuurtaimed. Selgroogsete hulka loetakse nii kariloomad, vabalt elavad kui ka kasvanduste kalad ning põllumajanduspiirkonnas elavad metsloomad ja linnud. Kõik tolmeldajad, taimekahjurid kui ka nende looduslikud vaenlased moodustavad lüliljalgsete grupi. Mulla elustiku alla kuuluvad näiteks erinevad väikesed selgrootud ning bakterid ja seened (Cromwell et al., 1999).

Põllumajandusmaastikes leiduv looduslik mitmekesisus võib omada suurt rolli ka põllumajanduslikule tootlikkusele, mistõttu võib eraldi käsitleda ka põllumajandusmaa funktsionaalset elurikkust (Altieri, 1999). Põllumajandusmaa funktsionaalne elurikkus kujutab endast nii-öelda kasulikku elurikkust, mis pakub erinevaid ökosüsteemi teenuseid, mis omakorda toetavad jätkusuutlikku põllumajandustootmist (Bianchi et al., 2013). Seda arvesse võttes saab jagada põllumajandusmaastiku elurikkuse kolmeks ka vastavalt mõjule, mida elustik avaldab viljeletavale kultuurile. "Produktiivne elustik" hõlmab kõiki põllukultuure ja kariloomi, "ressursse pakkuv elustik" moodustub kõikidest ökosüsteemi teenuseid pakkuvatest organismidest (ka mulla mikroorganismid) ning umbrohud ja erinevad taimekahjurid ning patogeenid saab koondada ühise nimetuse "kahjulik elustik" alla (Altieri, 1999).

### 1.1. Funktsionaalne põllumajandusmaa elurikkus

#### 1.1.1. Tolmeldamisteenus

Tolmeldamisteenust põllukultuuridele pakuvad erinevad looduslikult liigid: erakmesilased perekondadest puidumesilased (*Xylocopa*), *Asmia*, *Andrena*, *Megachile* jt. (Karise & Mänd, 2012); erinevad liigid perekondadest kimalased (*Bombus*) ja mesilased (*Apis*) (Gallai 2009; Karise & Mänd, 2012). Olulisteks tolmeldajateks võivad veel olla mitmed mardikalised, liblikad ja kärbsed, aga ka nahkhiired ning mõned linnud, näiteks koolibrid,

kuid viimaste osakaal tolmeldamisteenuse pakkumisel on tunduvalt väiksem ja Euroopa piires põhimõtteliselt olematu (Klein et al., 2007; Kluser & Peduzzi, 2007).

70% peamistest maailmas kultiveeritavatest kultuurtaimeliikidest on vähemal või rohkemal määral sõltuvad putuktolmeldamisest (Klein et al., 2007). Euroopas on putuktolmeldamisest sõltuvate taimede osakaal isegi suurem, ulatudes ligikaudu 84 protsendini (Williams, 1994 Potts et al., 2011 kaudu). Gallai et al. (2009) andmetel ulatus tolmeldamisteenuse hind ehk putukate poolt tolmeldamise teel antav majanduslik panus 2005. aastal kuni 153 miljardi euron. See moodustas 9,5% kogu maailma inimtoiduks toodetud põllumajandussaaduste väärtusest. Kõige suuremat mõju avaldasid tolmeldajad köögi- ja puuviljakultuuridele, millele järgnesid õlikultuurid (Gallai et al., 2009).

Intensiivsetes põllumajanduspiirkondades on märgatud paljude tolmeldajate liikide arvukuse vähenemist, mis on arvatavasti tingitud põllumajanduspiirkondades kasutatavate insektitsiidide, uute parasiitide ja patogeenidega kokkupuutumise ning elupaikade fragmenteerituse ja toidutaimede vähesuse poolt (Potts et al., 2011). Rundlöf et al. (2015) läbi viidud uuringust selgus, et näiteks insektitsiidides leiduvad neonikotinoidid omavad kahjulikku mõju looduslikele mesilastele ning võivad omada suurt rolli nende arvukuse languses. Vastavaid toksiine sisaldavaid insektitsiide kasutatakse peamiselt seemnete puhtimisel. Neonikotinoide sisaldavad insektitsiidid on süsteemsed mürgid, mis mõjuvad taimkahjuritele läbi taimemahlade või lehtede söömise. Neonikotinoidid imab taim endasse ning transpordib kõikidesse taime organitesse, ka õitesse ning õienektarisse, kahjustamata taime ennast. Need toksiinid püsivad taimes kaua ning mürgistuse saavad tolmeldajad just õienektari kaudu (Rundlöf et al., 2015). Lisaks otsesele mesilaste hukkumisele mõjutavad neonikotinoidid ka mesilaste käitumist (tantsu, korjeaktiivsust jne) ning viljakust (Karise & Mänd, 2012). Sellest tulenevalt on 2013. aasta detsembrist Euroopa Liidus keelatud kolme tüüpi neonikotinoide sisaldavate insektitsiidide kasutamine putukatõrjes (Rundlöf et al., 2015).

Tolmeldajate arvukuse kahanemise probleemi tõsidust toetab ka fakt, et esineb olukordi, kus põlluharijad peavad tolmeldamisteenuse saamiseks rentima mesilasi, kes viiksid läbi tolmeldamist, kuna looduslike tolmeldajaid on jäänud liiga väheks (Klein, 2006).

### **1.1.2. Looduslik kahjuritõrje**

Põllumajandustaimede kahjurputukate looduslike vaenlaste olemasolu aitab kaasa

kahjuritõrjele. Selle arvelt saab vähendada kahjuritõrjeks kasutatavate kemikaalide kogust põllumajanduses (Altieri, 1999). Biokahjuritõrje toimimiseks tuleb tagada kahjurputukate looduslikele vaenlastele sobilike talvitumis- ja elupaikade olemasolu põldudel või nende vahetus läheduses (Landis et al., 2000). Parimateks elupaikadeks on neile mitmesugused looduslikud rohumaaribad, mille taimestikis mängivad tähtsat rolli erinevad korvõieliste (*Asteraceae*), liblikõieliste (*Fabaceae*) ja sarikaliste (*Apiaceae*) sugukonda kuuluvad taimed (Altieri, 1999). Puhveralade nagu kesade, põlluservade ja muude rohumaaribade üleskündmise ning tootmismaa alla võtmise tagajärjel on aga kahjurite looduslike vaenlaste arvukus ja liigirikkus põllumajanduspiirkondades tunduvalt vähenenud (Landis et al., 2000). Peamisteks taimekahjurite looduslikeks vaenlasteks on jooksiklaste (*Carabidae*) ja lühitiiblaste (*Staphylinidae*) sugukonda kuuluvad mardikad, erinevad ämblikud, peamiselt just huntämbliklased (*Lycosidae*), ning ka linnud. Linnud aitavad kaasa lisaks kahjurputukatõrjele ka umbrohutõrjele (Lang et al., 1999).

### **1.1.3. Erosiooni kontroll**

Erosioon põllumajandusmaastikul võib põhjustada viljaka mullapinna ärakannet tuule või vee mõjul, ümbritsevate veekogude reostust ja eutrofeerumist, looduslike elupaikade hävimist ning olulist majanduslikku kahju (Menta, 2012). Neid protsesse on võimalik vältida puhveralade abil, mis blokeerivad osa erodeerivast vee- ja tuuleenergiast ning takistavad erodeeritava materjali ärakannet põllult. Sellisteks füüsilisteks barjäärideks võivad olla looduslikud taimestikuribad põldude vahel, puud, hekiread ja igasugune muu põllu pinda kattev taimestik (Dabney et al., 2001). Loodusliku taimestikuga harimata alad põllumaade servades (Marshall & Moonen, 2002) ning mitmeaastaste rohttaimedega kaetud kanalid (madalad süvendid vee äravooluks) põldude aeglustavad pinnavee äravoolu, takistavad mullaosakeste ärakandumist koos pinnaveega ning vähendavad seeläbi erosiooni ning taimekaitsevahendite ja väetiste sattumist ümbritsevasse keskkonda (Fiener & Auerswald, 2006; Stone & McKague, 2009).

### **1.1.4. Mulla kvaliteedi parandamine ning efektiivne veeringlus**

Mulla kvaliteet ja viljakus omavad väga tähtsat rolli ökosüsteemi jätkusuutlikkuse säilimisel (Menta, 2012) ning põllumajandusliku tootlikkuse tagamisel (Brussard et al., 2007). Mullaelustik vastutab suuresti mulla kujunemise ning selle viljakuse eest. Mullafauna on seotud selliste protsessidega nagu orgaanilise aine lagundamine ja huumuskihi moodustumine. Samuti tagab mullaelustik parema mulla struktuuri ja

õhustatuse ning omab tähtsat rolli toiteelementide ringluses ja toiduvõrgustikes. Ka efektiivsem veeringlus on otseselt seotud mulla struktuuriga. Suurema mullaelustiku liigirikkuse ja arvukusega kaasnev mulla struktuuri ja poorsuse paranemine on aluseks efektiivsele infiltratsioonile (Menta, 2012).

Mullaelustik jaguneb vastavalt isendite suurusele mikrofaunaks, mesofaunaks, makrofaunaks ja megafaunaks. Mikrofauna alla kuuluvad mullaelustiku kõige väiksemad organismid, kelle keha suurus ei ületa 200 µm. Siia gruppi kuuluvad näiteks kõik mullas elavad ainuraksed ehk algloomad (*Protozoa*), väikesed lestad (*Acari*), nematoodid (*Nematoda*) ning väikesed vähilaadsed (*Copepoda*). Mesofauna moodustavad suuruse 200 µm and 2 mm vahemikku jäävad organismid nagu hooghännalised (*Collembola*), lestad (*Acari*), keriloomad (*Rotifera*), putukate vastsed jne. Makrofauna alla võib lugeda kuni 20 mm pikkused organismid nagu mitmesugused putukad (*Insecta*), kakandilised (*Isopoda*), kõhtjalgsed (*Gastropoda*), hulkjalgsed (*Myriapoda*) ning ka teatud vihmaussid ja võrkurlased (*Araneidae*). Megafauna moodustavad kõik mullaga seotud organismid, kelle kehapikkus ületab 20 mm. Selle grupi peamisteks esindajateks on vihmaussid ning teod, aga ka väiksemad selgroogsed, näiteks närilised (Menta, 2012).

## **2. Elurikkust mõjutavad tegurid põllumajandusmaastikes**

Põllumajandusmaa hõlmab ligikaudu 38% maailma (The World Bank) ning lausa 50% Euroopa maismaast, mis tähendab, et suur osa Euroopa mitmekesisusest on koondunud just poollooduslikele põllumajandusmaastikele. Selle tõttu omavad põllumajanduspiirkonnad väga olulist rolli elustikukaitses (Halada et al., 2011). Põllumajandusmaastikud on välja kujunenud traditsioonilise põllumajanduse tingimustes ning põllumajanduse intensiivistumise tulemusel on viimase sajandi jooksul hävinud osa kultuurmaastike kunagisest elustikust ning muutunud põllumajandusmaastike elustiku koosseis (Geiger et al., 2010; Storkey et al., 2012). Kuna põllumajandus on üks peamisi maakasutusviise Euroopas, omab põllumajandustegevus väga suurt rolli ümbritsevale elustikule (Hinsley et al., 2010). Suurimat mõju avaldavad põllumajandusmaastike struktuuri homogeensemaks ja lihtsamaks muutmine (Benton et al., 2003; Hendrickx et al., 2007), liialt intensiivne harimine, erosiooni soodustav põllupinna taimkatteta jätmine (Pimentel et al., 1995) ning intensiivne väetiste ja pestitsiidide kasutamine (Geiger et al., 2010). Teisalt on kujunenud probleemiks ka oluliste traditsiooniliste põllumajanduspiirkondade mahajätmine ja põllumajandustegevuse lõpetamine, mis samuti võib mõjuda laastavalt kohalikule elustikule (Stoate et al., 2009).

Maastiku homogeniseerumisega kaasneb paljude varasemalt eksisteerinud elupaikade kadumine ning elupaikade puudumise korral kaob paratamatult ka suur osa piirkonna mitmekesisusest (Hendrickx et al., 2007). Ebasobilikud või liialt intensiivsed põlluharimismeetodid soodustavad mulla erosiooni ja ka toitainete leostumist mullast ning mulla struktuur ja viljakus mõjutavad tugevasti kogu ökosüsteemi toimimist (Pimentel et al., 1995). Mulla erosiooni soodustab sage kündmine, mis lõhub mulla struktuuri ning muudab mullaosakesed peenemaks. Väiksemate mullaosakeste puhul on ka võimalik mulla toitainete mahutavus väiksem (Scalenghe et al., 2007). Mulla erosiooniga kaasnev põlluviljakuse langus toob kaasa lisakulutusi põllumajandustootjatele väetiste näol ja vähendab potentsiaalset põllupinda (Montgomery, 2007). Kuivemates piirkondades toimub lisaks ka kõrbestumine, millele aitavad kaasa vee- ja tuuleerosioon ning ebasobilikud põlluharimisviisid. Kõrbestumise all peetakse silmas ariidsete alade muldade hävingut või ka sooldumist. Euroopas on kõrbestumisele vastuvõtlikud Vahemere-äärsed piirkonnad (Geist & Lambin, 2004). Mittejätksuutlikuteks maaharimisviisideks võivad olla nõlvade vale harimine, maapinna katteta jätmine pärast viljakoristust, liiga suured monokultuursed



alad, valed niisutustehnikad ning liigne väetiste ja põllumajanduskemikaalide kasutamine (Pimentel et al., 1995).

Kaheksas Euroopa Liidu riigis, millest üks oli ka Eesti, läbi viidud uuringust selgus, et herbitsiidide, insektitsiidide ja fungitsiidide koguse ja kasutussageduse kasvades toimus märkimisväärne langus nii taimede, putukate kui ka lindude mitmekesisuses (Geiger et al., 2010). Näiteks mõjutasid lindude arvukust põllumajanduskemikaalid läbi toiduobjektide vähendamise. Herbitsiidide poolt hävitatakse suur osa umbrohutaimi, mille seemned on vajalikuks toiduallikaks seemnetoiduliste lindudele. Erinevad insektitsiidid vähendavad tunduvalt lüljalgsete arvukust põldudel, mille tõttu jääb pesitsusperioodil linnupoegadele toitu väheks (Boatman et al., 2004).

### 3. Põllumajanduslikud keskkonnameetmed

Euroopa Liidu piires püütakse põllumajandusmaastike elurikkust säilitada põllumajanduslike keskkonnameetmete (inglise keeles *agri-environmental schemes*) kasutuselevõtu abil. Vastavad keskkonnameetmed on Euroopa Liidus kasutusel ligikaudu 20% põllupinnast (Kleijn et al., 2001). Euroopas võeti põllumajanduslikud keskkonnameetmed esmakordselt kasutusele 1970. aastatel (Broughton et al., 2014) ning alates 1992. aastast sai kõigile Euroopa Liidu liikmesriikidele kohustuslikuks keskkonnameetmete rakendamine riiklikus põllumajanduspoliitikas. Põllumajandustootjatele on aga meetmetega liitumine igas liikmesriigis vabatahtlik (Kleijn et al., 2003; Kleijn et al., 2006). Eesti liitus Euroopa Liiduga 2004. aastal, kuid alustas esmakordselt keskkonnameetmetega katsetamist juba 2000. aastal. 2004. aastast integreeriti keskkonnameetmed riiklikkusse põllumajanduspoliitikasse (Marja et al., 2014). Sarnaseid meetmeid kasutatakse ka väljaspool Euroopa Liidu territooriumi, näiteks USAs on programm nimega "*Environmental Quality Incentives Programme of the USDA*" (Batary et al., 2010).

Põllumajanduslikud keskkonnameetmed on loodud selleks, et julgustada põllumajandustootjaid keskkonnasõbralikumalt majandama. Talunikele makstakse toetust kompenseerimaks erinevaid lisakulutusi või sissetuleku vähenemist, mis tulenevad keskkonnameetmete kasutuselevõtust (Batáry et al., 2010). Meetmed on vajalikud ka keskkonnaalase teadlikkuse tõstmiseks ning jätkusuutlikuma majandamise edasiseks arenguks. Keskkonnameetmeid võib kavandada riiklikul, piirkondlikul või kohalikul tasandil, et neid saaks rakendada vastavalt kohalikele põllumajandustootmistavadele ja keskkonnatingimustele (European Commission, Agriculture and Rural Development. *Agri-environment measures*, 2014). Tavaliselt sõlmitakse talunikuga leping viieks või kuueks aastaks, aegajalt ka 10 (Kleijn et al., 2006) või koguni 20 aastaks (Primdahl et al., 2003). Mida pikemaks ajaks leping sõlmitakse, seda suurema tõenäosusega aitab see kaasa ka põllumajandusmaastike elurikkuse ja keskkonna kvaliteedi säilitamisele. Intensiivselt majandatavates põllumajanduspiirkondades võib võtta elurikkuse taastumine tunduvalt rohkem aega kui tavapärane leping põllumajandustootjaga kehtib. Kuna talunikel ei ole kohustust lepingut pikendada kuni elustiku taastumiseni, siis võivad lepingu kehtimise ajal tehtud kulutused olla asjata. Vastava meetme rakendamise lõpetamisel ei ole enam tagatud

elustiku mitmekesisuse või arvukuse säilimiseks vajaliku soodsa seisundi jätkumine (Walker et al., 2004; Kleijn et al., 2006). Lepingu kehtimise aja jooksul viiakse läbi kontrolle, mille käigus selgitatakse välja, kas põllumajandustootja käitub vastavalt tingimustele ehk rakendab vastavaid meetmeid õigesti ning teostab vajalikke hooldustöid. Kontrollide eesmärgiks on välja selgitada, kas põllupidajale makstavad toetused lähevad asja ette ehk kas meede on reeglipäraselt kasutusel (Primdahl et al., 2003). Kleijni ja Sutherlandi (2003) sõnul ei ole sugugi kõik põllumajandustootjad üheselt huvitatud vastavate meetmete efektiivsusest ning põllumajandusmaastiku elurikkuse säilimise toetamisest, vaid kasutavad põllumajanduslike keskkonnameetmeid ära selleks, et saada lisatulu toetuste näol. Seetõttu ongi meetmete rakendamise kontrollimine niivõrd oluline. Üldiselt hinnatakse keskkonnameetmete efektiivsust võrreldes vastavat põldu, kus rakendatakse mingeid kindlaid keskkonnameetmeid, kontrollpõlluga, mida haritakse tavalise intensiivse põllumajandustava järgi. Näiteks võrreldakse liigirikkust ning elusorganismide arvukust mõlemal põllul ning tehakse seejärel vastavad järeldused (Kleijn et al., 2006).

Euroopa Liidus on aastatel 2007–2013 kulutused põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamiseks ühtse põllumajanduspoliitika (ÜPP) raames ulatunud ligikaudu 20 miljardi euron (European Commission. Agriculture and Rural Development. Agri-environment measures, 2014). Kuna kulutused on küllaltki suured, on eriti oluline välja selgitada, millised meetmed on efektiivsed ning kas nende rahastamine tasub ära. Erinevaid uuringuid pole läbi viidud piisavalt ning juba avaldatud töödest kajastub ka vastuolulisi tulemusi. Mitmed Euroopas läbi viidud uuringud on näidanud, et põllumajanduslikud keskkonnameetmed on toonud kaasa positiivseid tulemusi loodusliku mitmekesisuse säilitamisel. Erandiks on Holland, mille puhul ei ole täheldatud märkimisväärset kasvu põllumajanduspiirkonnas elutsevate liikide arvukuses ja mitmekesisuses (Kleijn et al., 2001; Primdahl et al., 2003; Kleijn et al., 2006). Kleijn et al. (2001) sõnul võib selle põhjuseks võib olla endiselt liialt kõrge lämmastiku sisaldus mullas, mis takistab korralike niidukoosluste väljakujunemist puhveraladele. Põldudel, kus rakendatakse keskkonnameetmeid, on lämmastikväetiste kasutamise kogust küll vähenendatud, kuid sellele vaatamata on lämmastiku sisend Hollandi põldudel siiski liiga suur. Selle põhjuseks on see, et sisendit suurendab ka õhust sadenev orgaaniline lämmastik (umbes 35-55 kgN/ha/aastas) (Kleijn et al. 2001). Ühest üldistust, milline keskkonnameede on efektiivne ning milline mitte, on raske anda (Kleijn & Sutherland, 2003; Kleijn et al., 2006; Batáry et

al., 2010). Rakendatud meetmete efektiivsus sõltub nii keskkonnatingimustest kui ka maastikust, mistõttu tuleks meetmete valikul kindlasti arvestada vastava piirkonna omaduste, ajaloolise maakasutuse ning maastikulise struktuuriga ning valida vastavalt tingimustele kõige sobilikumad meetmed (Kleijn et al., 2006; Batáry et al., 2010).

Põllumajanduslikud keskkonnameetmed võib kategoriseerida vastavalt nende eesmärgile ka erinevatesse gruppidesse. On olemas meetmeid, mis on suunatud üleüldiselt ökosüsteemi jätkusuutlikkuse tagamisele ning on meetmeid, mis on suunatud kindlatele liikidele vajalike tingimuste loomisele (Ekroos et al., 2014), nagu näiteks lõokeselaigud (Dillon et al., 2009). Ökosüsteemi jätkusuutlikkuse säilitamisele suunatud meetmed mõjutavad vastava piirkonna elurikkust kaudselt ja üldnimetusega võib kutsuda neid ökosüsteemi teenuste säilimisele suunatud meetmeteks. Need keskkonnameetmed on otseselt majanduslikult kasulikud ka põllupidajatele, parandades näiteks mulla viljakust, veerežiimi ning tolmeldajate arvukust. Otseselt teatud liikide säilimisele (loodusliku elurikkuse säilitamise meetmed) ja arvukusele suunatud meetmete puhul keskendutakse vastavate elupaigalaikude loomisele ja kaitsesele põldudel ning põldude äärtes (Ekroos et al., 2014). Paljude meetmete puhul aga ei saa nii kindlat piiri tõmmata (Ekroos et al., 2014), kuna ühe meetme, näiteks talvise kattekultuuri külvi, peamiseks eesmärgiks võib olla küll erosiooni ning toitainete väljaleostumise vältimine mullast, kuid teisalt pakub vastava meetme rakendamine ka toitumispaika lindudele või talvituspaika paljudele lüljalgsetele (Hartwig & Ammon, 2002).

Erinevateks kasutusel olevateks keskkonnameetmeteks on näiteks hekiread põldude vahel, looduslikud taimestiku ribad põldude äärtes või vahel ning kindla suuruse ja loodusliku taimestikuga maa-alade jätmine põllu sisse, mis pakub elupaika lindudele (nt. põldlõoke *Alauda arvensis*) ja muule põlluelustikule. Samuti jäetakse viljapõldude koristamise järel talveks põld kündmata, küntakse alles kevadel. See võimaldab lindudele toitumis- ja elupaiku. Kasutatakse ka katva taimestiku külvamist talveks ja muid erinevaid elurikkuse säilitamisele suunatud meetmeid (Kleijn et al., 2003). Järgnevatest peatükkides tulebki pikemalt juttu erinevatest enimrakendatud põllumajanduslikest keskkonnameetmetest nii Euroopas kui ka mõnel pool mujal ning nende tulemuslikkusest.

### **3.1. Taimestiku riba- ja joonelemendid**

Põllumajandusmaastike elurikkuse kujunemise ja säilimise seisukohalt on oluline roll

erinevatel riba- ja joonelementidel, mis paiknevad põldude äärealadel või läbivad neid. Ekstensiivse põllumajanduse käigus kujunesid loodusliku taimeestikuga põlluservad ja muud püsirohumaa ribad üsna loomulikult. Intensiivse põllumajanduse tingimustes on selliste ribade kujunemine aga takistatud ning seetõttu julgustatakse nende rajamist keskkonnameetmete raames (Marshall & Moonen, 2002).

Põlluäärsete taimeestiku ribade alla kuuluvad nii loodusliku taimeestikuga alad, mida ei kultiveerita kui ka kultuurtaimedega külvatud kultiveeritavad maalapid, mis otseselt ei kuulu saagi alla ning ei lähe sügisei koristamisele (nt. lindudele talvise lisatoidu pakkumiseks loodud põllukultuuride ribad). Kultiveerimata alade puhul taimeestik kas külvatakse sinna seemnesegudest või tekib see sinna looduslikult. Sellised kultiveerimata taimeestikuga ribad moodustavad suurema osa erinevatest joonelementidest põllumajandusmaastikes (Vickery et al., 2009).

### **3.1.1. Põlluservad**

Ajalooliselt on loodusliku taimeestikuga ribade elustik mänginud põllumajandusmaastikes tähtsat rolli, hoides mullas mineraalainete varu. Ribad tähistasid ka maaomanike piire ja kujundasid heterogeenseid ning mitmekesiseid põllumajandusmaastikke. Tänapäeval on nende funktsiooniks esmajoones põllumajandusmaastikele omaste liikide (nii taimeestiku kui ka loomastiku) kaitse ning neile elupaiga pakkumine. Näiteks aitavad rohumaa ribad suurendada põllumajandusmaastike taimeestiku liigirikkust (De Snoo, 1999), pakkuda elu- ja toitumispaika looduslikele taimekahjurite vaenlastele ja tolmeldajatele ning omavad suurt tähtsust ka põllulindudele (Marshall & Moonen, 2002; Vickery et al., 2009). Põlluservad (Joonis 1) võivad olla ka oluliseks talvitumispaigaks paljudele putukatele, eriti mitmetele mardikaliikidele. Putukate mitmekesisuse kasv põllumajandusmaastikus suurendab omakorda põllulindude toidu hulka. Suurem pesitus- ning toitumispaikade arv mõjub positiivselt ka jahilindude arvukusele piirkonnas ning suurendab selle arvelt jahinduslikku kasumit (Marshall & Moonen, 2002). Pesitsemise seisukohalt on lindudele kasulikumat põldude vahelised püsitaimeestikuga rohuribad ning hekiread, kuna seal on vähem inimtegevusest tulenevat häiringut pesitsevatele lindudele kui sõiduteede ääres paiknevates põlluservades (Reijnen & Foppen, 2006). Sellised puhveralad loovad ka niioelda rohelisi koridore erinevate elupaikade vahel, võimaldades paremat liikide liikumist (De Snoo, 1999). Samuti aitavad servakooslused takistada pinnavee äravoolu, vähendades sellega erosiooni ning taimekaitsevahendite ja väetiste sattumist ümbritsevasse keskkonda.

Sellele vaatamata tuleks vältida põllumajanduskemikaalide otsest sattumist rohumaaribadele, kuna see kahjustaks kujunevat niidukooslust (De Snoo, 1999; Marshall & Moonen, 2002).

Tavaliselt luuakse põlluservad laiussega 2-6 m, alla 2 m jäädes kahaneb nende kasutegur ning põlluribadel hakkavad kasvama tavalised umbrohud, mis levivad põldude sisse ja on tülikad põlluharijatele (Vickery et al., 2004; Aavik & Liira 2010). Üldiselt on vähemalt 2 m laiused ribad ka piisavad, et takistada taimekaitsevahendite jääkide ärakannet põllualadelt ümbritsevasse keskkonda. Samuti soodustavad umbrohutaimede levikut tihe servakoosluste häiring ning valed hooldustehnikad (Marshall & Moonen, 2002). Põlluservade õige funktsiooni tagamiseks ning umbrohu leviku vältimiseks tuleb põlluservi regulaarselt hooldada (Marshall & Moonen, 2002). Hooldusniitmine ei tohi olla liiga sage, kuna see takistaks korraliku niidukoosluse kujunemist põlluservadesse ning tähtis on ka niitmise õige ajastamine, näiteks niita ei tohiks lindude pesitsusperioodi ajal. Rohumaa ribasid ei tohi üles künda - mida kauem saab servakooslus niiduna kujuneda, seda kõrgem elurikkus nii taimede kui taimekahjurite looduslike vaenlaste osas sinna kujuneb (Vickery et al., 2004).

Üldiselt on taimestikuribad põlluservades laialdaselt kasutusele võetud, kuna neid on lihtne hetkel toimivasse põllusüsteemi integreerida ning hooldada (Vickery et al., 2004). Ka Eestis on põllu ja tee vahele jäävad põlluservad küllaltki laialdaselt kasutusel ning keskkonnasõbraliku põllumajanduse ühe osana ka toetatavad. Kivimägi et al. 2012 uuringust selgus, et Eestis on rohumaaribad aidanud kaasa jooksiklaste ja ämblike arvukuse tõusule.



**Joonis 1.** Põlluserv (Foto autor: Eneli Viik)

### 3.1.2. Hekiread

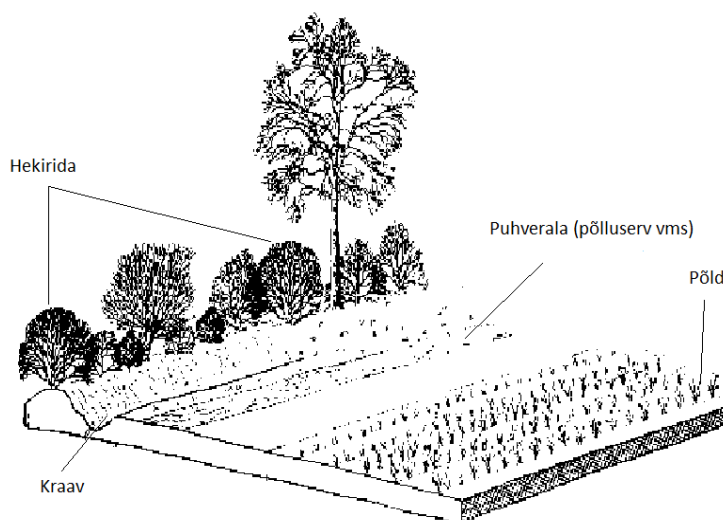
Hekiread (Joonis 2) on põõsastest ja puudest koosnevad ribaelemendid põldude ääres, mis omavad mitut erinevat funktsiooni põllumajandusmaastikele. Algselt oli nende loomise eesmärgiks takistada kariloomade ära jooksmist või sattumist põllumaale ning ka tähistada maaomanike piire (Marshall & Moonen, 2002). Aja jooksul aga kujunes välja neile omane elustik ning tänapäeval on hekiridade peamiseks ülesandeks elupaikade pakkumine põllumajandusmaastike elustikule (Pollard & Holland, 2006). Samuti on hekiread efektiivsed erosiooni ning põllumajanduskemikaalide keskkonda hajumise takistajad (Lazzaro et al., 2008). Kuigi hekiread võivad olla efektiivsed põllumajanduskemikaalide leviku takistajad, mõjuvad kemikaalid negatiivselt hekiridade elustikule ning võivad vähendada hekiridade elupaigakvaliteeti (Hinsley & Bellamy, 2000). Hinsley & Bellamy (2000) sõnul on hekiread soodsad elupaigad erinevatele põllulindudele, pakkudes häid varjumis- ja pesitsuspaiku ning toiduressursse aastaringiselt. Talvisel ajal võib hekiridades leiduda lindudele toiduks marju (Hinsley & Bellamy, 2000), suvisel ajal aga leidub seal rohkesti erinevaid lülialgseid. Pollardi & Hollandi (2006) uuringust selgus, et hekiread on ühed tähtsamad elemendid lülialgsete mitmekesisuse säilitamisel põllumajandusmaastikus. Katses kasutatud 13 hekirealt koguti 13 104 lülialgset 51 erinevast perekonnast. 90% kogutud lülialgsetest kuulusid 5 seltsi: nokalised (*Hemiptera*), ämblikulised (*Araneae*), mardikalised (*Coleoptera*), kahetiivalised (*Diptera*) ja kiletiivalised (*Hymenoptera*). Putuktolmlevate liikidega hekid omavad suurt tähtsust ka erinevatele tolmeldajatele (Hannon & Sisk, 2009).

Hekiridade elurikkus sõltub hekkide kõrgusest, tihedusest ja laiusest. Üldiselt on liigirikkamad suuremamõõtmelised ja tihedamad hekiread, mis pakuvad rohkem kaitset välistingimuste ja kiskjate eest ning suuremaid toiduvarusid. Siiski tuleb arvestada ka faktiga, et näiteks kõikidele linnuliikidele ei ole sobilikud kõrge või tiheda taimestikuga alad. Seetõttu oleks võimaluse korral kasulik rajada erineva suuruse ja tihedusega hekiridasid (MacDonald & Johnson, 1995). Olulist rolli mängib ka taimestiku mitmekesisus. Mida suurem on hekiridade alustaimestik, seda rohkem elu- ja toitumispaiku vastav ribaelement suudab pakkuda. Mitmete liikidele on tähtsad ka vanad surnud puutüved, mille õõnsused pakuvad elu- või pesitsuspaiku (Hinsley & Bellamy 2000).

Kasulik on hekiridu siduda mõne teise meetmega (Joonis 2) näiteks kraavi, põlluserva või lindude soodustamiseks loodud kultuurtaimede põlluribadega, pakkudes niiviisi suuremat

puhverala elustikule. Hekiridasid tuleb aeg-ajalt hooldada, kuna muidu kasvavad nad liiga kõrgeks, muutuvad hõredaks ning lünklikuks. Hekkide kärpimist tuleks teostada talve teisel poolel, et vältida liialt varakult toiduobjektide (nt. marjade) eemaldamist koos okstega. Surnud põõsaste asemele tuleks istutada uued. Kärpimine ei tohi olla liiga madal ning vältida tuleks terve hekirea üheaegset lõikust. Hekirea hooldus tuleks jagada mitme aasta peale. Nii tagatakse pidevalt sobilike tingimuste olemasolu elustikule. Kärpimise kõrgust on kasulik valida selle järgi, missuguse elupaigatüübi lähedal vastav hekk paikneb. Näiteks metsaserva lähedal paiknevad hekid võivad olla kõrgemad kui põldude vahelised, kuna metsa lähistel olevates hekiridades pesitsevad arvatavasti metsalinnud (Hinsley & Bellamy 2000). Tiheda taimkatte säilitamiseks hekiridades tuleks vältida põllumajanduskemikaalide otsest sattumist hekiridadele. Kemikaalide leviku vähendamiseks võiks näiteks rajada vähemalt 1 m laiune rohumaariba heki ja põllu vahele (Hinsley & Bellamy 2000; Pollard & Holland, 2006).

Hekiread võivad olla ka ühendusteedeks ehk nn. rohekoridorideks, mis võimaldavad elustiku kergemat liikumist erinevate elupaikade vahel. Suurte põllumassiivide loomise tagajärjel on looduslik maastik fragmenteeritud ning kahe elupaiga vaheline efektiivne liikumine raskendatud. Elupaikade fragmenteerumine omab suurt mõju liikide arvukusele, kuna populatsioonidele jäävad väiksemad elupaigalaigud ning populatsioonid võivad sattuda isolatsiooni. Selline olukord aga soodustab liikide väljasuremist (Davies & Pullin, 2007). Daviese & Pullini (2007) sõnul võivad hekiread pakkuda liikumisvõimalusi kahe metsakoosluse vahel, mida katkestab põld, kuid kindlate üldistuste tegemiseks on liialt vähe materjali.



**Joonis 2.** Hekirida (Marshall & Moonen, 2002).



### 3.1.3. Püsitaimestikuga laigud põllumassiivide sees ehk nn. mardikakünkad

Mardikakünkad (inglise keeles *beetle banks*) (Joonis 3) on kõrgendatud maapinnaga loodusliku taimestikuga puhveralad põldude sees, mille peamiseks eesmärgiks on elu- või talvitumispaiade pakkumine põllumajandusmaastike looduslikule elustikule, eriti just taimekahjurite (nt. erinevad lehetäid, lehetirtlased e. *Cicadellidae* ja ripstiivalised e. *Thysanoptera*) looduslikele vaenlastele (Thomas et al., 2002). Vastava elustiku levimisvõime on sageli piiratud ning suurte põldude puhul ei ole nad võimelised servaaladelt põldude keskosadesse levima. Seetõttu soovitatakse mardikakünkaid rajada põldudele, mis on suuremad kui 16 ha ja laiemad kui 400 m. Kui põld on suurem kui 30 ha, oleks kasulik rajada juba mitu mardikaküngast (RSPB, 2006). Mardikaküngaste laius jääb üldiselt 1,5-6 m vahemikku ning nad on ligikaudu 0,2-0,4 m ümbritsevast põllupinnast kõrgemad. Kasulik on neid luua näiteks elektriliinide alla, mis teeb põlluharimise mugavamaks (Hall, 2002). Seemnesegud, mida kasutatakse küngastele taimestiku külvamiseks, võiks sisaldada kuni 60% ulatuses puhmaid moodustavaid kõrrelisi (nt. harilik kerahein (*Dactylis glomerata*) või põldtimut (*Phleum pratense*)) ning ülejäänud ulatuses kaheidulehelisi putuktolmlevaid taimeliike (RSPB, 2006). Selline kooslus tagab piisavalt tiheda ja püsiva taimestiku, mis stabiliseerib talvel maapinna temperatuuri ning loob paremad talvitumistingimused erinevatele lüljalgsetele (MacLeod et al., 2004).

Peamisteks taimekahjurite looduslikeks vaenlasteks on jooksiklaste (*Carabidae*) ja lühitiiblaste (*Staphylinidae*) sugukonda kuuluvad mardikad ning erinevad ämblikud, peamiselt just huntämbliklased (*Lycosidae*) (Lang et al., 1999). Suurte põldude puhul on täheldatud, et looduslike vaenlaste esinemine põllu keskel on vähene, kuna kahjuritest toituvad putukad ja ämblikulaadsed ei suuda põllu servaaladelt nii kaugele levida (Duffield and Aebischer, 1994). Kahjurite looduslikud vaenlased talvituvad meelsasti põllusisestel püsitaimestikuga laikudel ning kevadel levivad põllukultuuri sisse, kus asuvad toituma taimekahjuritest. Mitmetest uuringutest on selgunud, et mardikakünkad on osutunud efektiivseks ning nende rajamine põldudele on toonud kaasa selle piirkonna looduslike taimekahjurite vaenlaste populatsioonide suurenemise ning leviku ka põldude sisealadele (Thomas et al., 2002; MacLeod et al., 2004).

Lisaks kahjurite looduslike vaenlaste arvukuse suurenemise soodustamisele, võimaldavad mardikakünkad ka toitumis- või pesitsuspaika erinevatele põllulindudele, varje- või elupaika väiksematele imetajatele ning õistaimede olemasolu korral ka nektarit

tolmeldajatele (Thomas et al., 2001; Hall, 2002).

Hoolduse seisukohalt tuleks mardikakünkad hoida pestitsiidivabana. Herbitsiidid mõjuvad negatiivselt loodud puhveralade taimestikule ning konkurentsiasuvad eelise häiringutele vähemtundlikud umbrohuliigid. Sellised liigid ei paku enam nii kvaliteetset talvitumispaika putukatele ning võivad kergesti hakata levima ka põllukultuuri sisse, mis tooks kaasa lisakulusid umbrohutõrjele. Erinevad putukatõrjevahendid aga hävitaksid mardikaküngastel elupaika leidnud lüljalgsed. Mardikaküngastel on tähtis säilitada tihedat taimestikku, mistõttu tuleks paljandunud kohtadesse uuesti taimed külvata ning puhastada ala puitunud taimedest regulaarselt iga 2-3 aasta tagant. Tavalisteks puitunud taimedeks võivad olla näiteks liigid perekondadest ristirohi (*Senecio*) ja takjas (*Arctium*). Taimestiku moodustavad peamiselt kõrrelised, kuid kasulik oleks lisada ka putuktolmlevaid liike, et pakkuda toiduressurssi liblikatele, mesilastele, parasitoididele ja sirelastele (Thomas et al., 2002).



**Joonis 3.** Püsitaimestikuga riba põllu sees ehk nn. mardikaküngas (RSPB, 2006).

#### **3.1.4. Lindude talvised toitumisalad**

Lindude talviste toiduressursside suurendamiseks luuakse kultuurtaimedega külvatud kultiveeritavaid põlluribasid, mille peamiseks eesmärgiks on talvisel ajal pakkuda varjupaika ning toiduressurssi teradest toituvatele põllulindudele (Stoate et al., 2003). Põllulindude soosimiseks loodud põllukultuuride ribad on tavaliselt põldude äärsed alad, millele külvatakse kevaditi vastavad taimekultuurid ning sügisese viljakoristuse ajal jäetakse need alad koristamata. Üheaastased põlluribad küntakse üles järgmisel aastal, mitme aastaste põllukultuuride puhul teisel aastal. Ülesküntud ribade asemele külvatakse uus. Mitmeaastaseks kultuuriks võib olla näiteks kapsas (*Brassica oleracea*), mis õitseb

teisel aastal (Parish & Sotherton, 2004). Üleüldiselt võivad külvatavateks kultuurideks olla näiteks kaheteraline oder (*Hordeum distichon*), mais (*Zea mays*), hirss (*Panicum sp.*), kapsas (*Brassica oleracea*), sinep (*Sinapis alba*), raps (*Brassica napus*) jne (Henderson et al., 2001). Nii Hendersoni et al. (2001) kui ka Storate'i et al. (2003) uuringu tulemustest selgub, et lindude arvukus oli tavaliselt suurem just lindudele külvatud põlluribadel ehk siis paljud põllulinnud eelistasid toiduotsingutel selliseid ribaelemente tavalisele põllule. Parish & Sothertoni (2004) sõnul oli vastavatel põlluribadel lausa 100 korda suurem lindude arvukus hektari kohta kui seda oli põllul või kesal ning lindude soosimiseks loodud põllukultuuriribadelt leiti ka tunduvalt rohkem erinevaid linnuliike (23 liiki).

Selliseid kultuurtaimedega põlluribasid hooldatakse ka pisut teistmoodi kui tavalist põldu. Kultuurtaimede segudest külvatud toitumisalade puhul kasutatakse tunduvalt vähem põllumajanduskemikaale ning piiratud on ka kasutatava väetise kogus. Sellest tulenevalt on lindudel võimalik lisaks vastavale põllukultuurile toituda ka umbrohutaimede seemnetest (Parish & Sotherton, 2004).

### **3.1.5. Õiterohked rohumaaribad**

Intensiivsest põllumajandustootmisest tulenev looduslike putuktolmlevate taimede vähenemine põllumajanduspiirkondades omab suurt rolli tolmeldajate arvukuse languses. Suurele osale nii põllumajanduslikest kultuuridest kui ka looduslikest taimedest on tolmeldamisteenuse efektiivsus väga oluline. Seetõttu on põllumajanduslike keskkonnameetmete raames põllumajandustootjatel võimalik tolmendamisteenust pakkuva elustiku arvukuse suurenemist soodustada, luues ribaelemente põldude äärde, mis pakuksid tolmeldajatele õietolmu ja nektari korjamise võimalusi. Õiterohked rohumaaribad on looduslike putuktolmlevate taimede seemnesegudest külvatud ribad tolmeldajate soosimiseks põllumajandusmaastikel. Tavaliselt külvatakse putuktolmlevate taimede seemned läbisegi kõrreliste heintaimede seemnetega või tehakse putuktolmlevate taimede seemnete külv otse olemasolevale rohumaaribale. Kõrreliste kasutamine seemnesegus tagab maapinna parema katvuse ja püsivama taimestiku kui ainult putuktolmlevate taimede seemnete külv. Kõrrelised heintaimed ei lase ka erinevatel umbrohtudel domineerima hakata. Õierohketele rohumaaribadele sobilikud liigid on näiteks mitmed libilikõielised nagu aasristik (*Trifolium pratense*), harilik nõiahammas (*Lotus corniculatus*), aga ka teised tolmeldajatele olulised taimeliigid, näiteks põldjumikas (*Centaurea scabiosa*), äiatar (*Knautia arvensis*), pune (*Origanum vulgare*) ja harilik ussikeel (*Echium vulgare*) (Pywell

et al., 2011). Mida rohkem erinevaid liike on taimestikuribas, seda rohkem erinevaid tolmeldajaid see ligi meelitab (Haaland et al. 2011). Carvelli et al. (2007) Suurbritannias läbi viidud uuringust selgus, et sellise meetme kasutamine mõjus positiivselt kimalaste arvukusele ja liigirikkusele. Vastavaid ribaelemente külastasid kolm aastat kestnud katse jooksul kimalased üheksast liigist, mille hulka kuulusid ka Suurbritannias haruldased ning kahaneva arvukusega liigid. Õiterohketel rohumaaribadel oli kimalaste liigirikkus tunduvalt kõrgem kui põldudel või peamiselt muruseguga kaetud puhveraladel. Rootsisis läbi viidud katsete käigus leidsid Haaland & Gyllin (2010), et õiterohked ribad suurendasid ka liblikate arvukust piirkonnas.

Lisaks tolmeldajate soodustamisele põllumajandusmaastikes aitavad õiterohked ribad kaasa ka taimekahjurite looduslike vaenlaste arvukuse suurendamisele. Mitmed looduslikud vaenlased vajavad valmiku staadiumis elutegevuseks ka õietolmu või nektarit (Holland 2012, Ramsten et al., 2015). Ramsteni et al. (2015) uuringust selgus, et näiteks alamperekonda *Aphidiinae* kuuluvate parasitoidide arvukus suurenes õite- ja nektarirohketes ribades olemasolu korral põllumajandusmaastikul.

Vastavate ribaelementide olemasolu peaks tagama aprillist kuni septembrini (Dawson & Stewart, 2011). Hoolduse poole pealt tuleks pool ribast kärpida juunis, et stimuleerida ka hilisemat õitsemist kärbitud alal. Pool aga tuleks jätta lõikamata, et tagada nektarivarude olemasolu terve tolmeldajate aktiivsuseperioodi jooksul. Korraga niidetakse kogu riba alles sügisel. Õiterohked ribad loovad soodsad tingimused tolmeldajatele vaid ligikaudu 3-4 aastaks (Pywell et al., 2011), maksimaalselt seitsmeks aastaks (Haaland et al., 2011). Pärast seda hakkavad ribadel domineerima kõrrelised rohttaimed ning putuktolmlevaid taimi jääb tunduvalt vähemaks. Seetõttu vajavad sellised ribaelemendid uuendamist (uute seemnesegude külvamist) iga 3-4 aasta tagant, et kindlustada meetme efektiivsuse tagamine (Pywell et al., 2011). Õierohketes ribades väetamine on keelatud, herbitsiide võib kasutada piiratud koguses kindlate umbrohutaimede eemaldamiseks (Haaland et al., 2011).

### **3.2. Otsekülv ehk künnivaba põlluharimine**

Otsekülv kujutab endast taimede istutamist või seemnete külvi eelnevalt kündmata põllule (Joonis 4). Seda tehakse spetsiaalsete masinatega, tehes pinnasesse taime või seemne jaoks ainult piisavas suuruses pilu mulla struktuuri võimalikult vähe häirides (Derpsch et al., 2010; Soane et al., 2012). Künnivaba põlluharimine on väga laialdaselt kasutusele võetud

mitmetes piirkondades ülemaailmselt, kuna meetodi rakendamine võimaldab efektiivset mullakaitset eriti piirkondades, kus on suur erosiooni oht. Selline maakasutusviis on ülemaailmselt käibel juba rohkem kui 110 miljonil hektaril ning see võib esineda mitmes vormis: põllupind võib olla pidevalt kündmata või jäetakse põllumaa kündmata iga 3–4 aasta järel. Kõige laiemalt on see meetod kasutusel USAs, Brasiilias ja Austraalias (Derpsch et al., 2010) ning laialdaselt just maisipõldude rajamisel. Vähem on otsekülvi meetod kasutusel Euroopas, Aafrikas ning Aasias. Euroopas võeti meetod esmakordselt kasutusele 1950. aastatel (Blanco & Lal, 2010).

Otsekülvi põlluharimismeetod pakub võimaluse suurendada tootlikkust ning vähendada tootmiskulusid, kuna künnivabale põllule kulub vähem pestitsiide, väetisi ning ka põlluharimistehnika kütusekulud on väiksemad (Blanco & Lal, 2010; Soane et al., 2012). Mulla kvaliteet paraneb tänu sellele, et põllumaad ei künta pidevalt üles ning mullastruktuur jääb lõhkumata (Derpsch et al., 2010). Vanu taimejäänuseid ei künta mulda, vaid nad jäävad mullapinnale multšiks. Pidev taimkatte ning surnud taimse massi olemasolu takistab mullapinna erosiooni ning varustab mulda uute toitainetega, mis tekivad pidevalt juurde vana taimse biomassi lagunemisel. Otsekülvi meetodi esmaseks rakendamise eesmärgiks oligi erosiooni takistamine erosioonile tundlikes piirkondades (Derpsch et al., 2010). Mitmetes Euroopa riikides on otsekülvi meetodit kasutatud peamiselt tootmiskulude vähendamise ning ümbritseva keskkonna reostamise minimeerimise eesmärgil, kuna erosioon ei ole suures osas Euroopas nii suureks probleemiks kui näiteks mitmetes USA regioonides. Edela- Euroopa piirkondades on suvine kliima kuiv ja kuum ning üksikud suvised tormid ohustavad mulda. Hispaanias ja Portugalis on seetõttu otsekülvi meetod kasutusel ka efektiivse erosiooni kontrolli all hoidjana (Soane et al., 2012). Ka Eestis on otsekülvi meede kasutusele võetud ning aastaid otsekülvi meetodit kasutanud Viljandimaa talupidaja Viktor Leis leiab, et meede on olnud efektiivne mulla kvaliteedi parandaja (Alvela, 2015).

Kündmata ning vähese inimtegevusest tuleneva häiringuga otsekülvi põllud pakuvad ka mitmekesiseid toitumis-, pesitsus- ja elupaiku põllulindudele, pisiimetajatele ja putukatele (Derpsch et al., 2010) ning suurendavad mullaelustiku (nt. vihmausside) arvukust (Blanco & Lal, 2010).

Meetodil võivad olla ka oma negatiivsed pooled, näiteks niiskemates ja külmemates regioonides võib meetod vähendada põllu produktiivsust. Taimse biomassi olemasolu

põllul aeglustab kevaditi mulla soojenemisprotsessi ning sellega lükkub edasi põllukultuuri külvamise aeg. Sellele vaatamata on aga meetod näiteks Soomes küllaltki laialdaselt kasutusel (Soane et al., 2012).



**Joonis 4.** Otsekülv spetsiaalse külvikuga (Foto: Väderstad International.  
[www.vaderstad.com](http://www.vaderstad.com)).

### **3.3. Taimkatte olemasolu põllul vegetatsiooniperioodide vahel**

Taimkatte olemasolu põllupinnal pärast kultuurtaimede vegetatsiooniperioodi lõppu on oluline mulla degradeerumisprotsesside toimumise vältimiseks. Ilma taimkatteta põldudel toimub kergesti lämmastiku ja fosfori väljaleostumine ning viljaka mullapinna erosioon sügiseste vihmade, tuule või kevadise lumesulamisvee mõjul. Taimse biomassi jätmine või kattekultuuride külvamine põllule aitab vähendada orgaanilise aine degradeerumist, põhjavee reostumist ning vähendab survet ümbritsevatele veekogudele (Dabney et al., 2001). Kattekultuurid takistavad vee äravoolu põldudelt, mis kannaksid kaasa väetiste ja pestitsiidijääke. Üleliigne toitainete vool veekogudesse põhjustab eutrofeerumist, mis omakorda mõjub negatiivselt suurele osale vee-elustikust. Lisaks aitab kattekultuuri külv kaasa umbrohutaimede tõrjele, takistades nende levikut. Toimub kattekultuuri ja umbrohutaimede vaheline konkurents ressursside pärast ning osad taimeliigid eritavad mulda ka fütotoksiine, mis piiravad konkurentide kasvu. Sellest tulenevalt väheneb vajadus herbitsiide järele. Sügisel ülesküntud ning katteta jäetud põllud on toiduressursside vaesed, kattekultuuriga põllud võimaldavad aga talvised toiduressursse põlluelustikule, mistõttu oleks kindlasti kasulikum põlde künda alles kevadel (Dabney et al., 2001; Hartwig & Ammon, 2002).

### 3.3.1. Kattekultuuri külv

Üldiselt külvatakse kattekultuurid pärast peamise põllukultuuri saagi koristamist ning küntakse kevadel mulda enne uue vilja külvi. Samas võib kattekultuuriks olla ka talivil, näiteks talirukis (*Secale cereale*). Sellisel juhul kevadist sissekülvi ei toimu. Peamiselt on kattekultuurideks erinevad haljasväetiskultuurid, millest enim kasutusel on erinevad liblikõielised või ristõielised taimed, näiteks põld-hiirehernes (*Vicia villosa*) ja valge ristik (*Trifolium repens*) (Hartwig & Ammon, 2002). Kasutatakse ka erinevate taimeliikide segusid, näiteks liblikõieliste ja ristõieliste või kõrreliste kultuuride segu, mis võimaldab süsiniku lisandumist mulda ilma lämmastikukadudeta. Sellisel juhul hoitakse mulla N:C suhe sobivas tasakaalus. Erinevad liblikõielised taimed seovad õhulämmastikku lämmastikku siduvate bakterite abil ning seetõttu võimaldavad lisaks erosiooni vähendamisele ka mulda rikastada lämmastikuga. Kattekultuurid seovad ka endasse mullast ülejääklämmastikku ning ei lase sellel välja leostuda (Dabney et al., 2001).

Kattekultuuri kasutamine on kõige sobilikum just soojema ja niiskema kliimaga aladel, kuna kattekultuurid suurendavad transpiratsiooni ning vee hulk mullas väheneb, mis võib tekitada liigseid veekadusid ariidsetes piirkondades. Taimkattega kaetud muld ka soojeneb kevadel aeglasemalt. Negatiivse küljena saab välja tuua, et kattekultuurid võivad suurendada taimekahjurite levikut. Selle vältimiseks tuleks kattekultuur pinnasesse künda vähemalt 3-4 nädalat enne uue kultuuri põllule külvamist (Dabney et al., 2001). Kattekultuuri külv ei ole oluline vaid mulla viljakuse säilimise seisukohast, vaid kattekultuurid pakuvad toitumis- ja talvitumispaidu põlluelustikule (Hartwig & Ammon, 2002).

### 3.3.2. Kõrretüügastest kate põllu pinnal

Pärast vilja koristamist jäetakse põllu pind talveks kündamata ning taimne biomass jääb põllu pinnale multšiks (Joonis 5). Pärast saagi koristamist jääb paratamatult mingi osa viljast viljapõldudele maha, mis on heaks toiduallikaks hilissügisel, talvel ja varakevadel seemnetest toituvatele põllulindudele (Gillings et al., 2005). Täiendavalt võib leiduda kõrretüükapõldudel ka umbrohuseemneid, mis omavad samuti olulist rolli lindude toidulauas (Vickery et al., 2004). Mitmed põllulinnud (nt. Põldlõoke *Alauda arvensis*) eelistavad toituda avatud aladel, kus kõrretüügaste pikkus on ainult ligikaudu 6 cm, teised liigid, kes vajavad rohkem varjavat keskkonda, eelistavad kõrrepõlde, mille kõrte pikkus on ligikaudu 13 cm (Butler et al., 2005). Lisaks toitumis- ja elupaiga pakkumisele aitab

kõrretüügastest kate põllu pinnal piirata ka erosiooni ning mullast toitainete välja leostumist (Montgomery, 2007).

Mitmetest läbiviidud uuringutest on selgunud, et kõrretüügastest kate põllu pinnal on aidanud kaasa erinevate põllulindude arvukuse languse vähendamisele või arvukuse taastamisele vastavas piirkonnas (Vickery et al., 2004; Gillings et al., 2005). Suurbritannias läbi viidud uuringust selgus, et selle meetme rakendamine mõjus positiivselt paljude linnuliikide, näiteks põldlöökeste (*Alauda arvensis*), põldvarblaste (*Passer montanus*), talvikeste (*Emberiza citrinella*), kiivitajate (*Vanellus vanellus*), õõnetuvide (*Columba oenas*), tõmmu-linavästriku (*Motacilla alba yarrellii*) ja hoburästaste (*Turdus viscivorus*) populatsioonide arvukusele (Black, 2005).



**Joonis 5.** Kõrretüükaga põld talvel (Foto autor: Airi Kulmala, [www.pikk.ee](http://www.pikk.ee)).

### 3.3.3. Allakülv

Allakülvi puhul külvatakse kattekultuurid kas enne peamise kultuuri külvamist või koos selle kultuuriga ning nad kasvavad edasipidi koos peamise kultuuriga. Tavapärasteks kattekultuurideks selle meetme puhul võivad olla erinevad liblikõielised taimed, näiteks valge ristik (*Trifolium repens*), või ka kõrrelised. Selline külviviis vähendab üldist erosiooniohtu ning aitab pidurdada umbrohu kasvu ja levikut ning sellest tulenevalt vähendada ka herbitsiidide kasutust. Negatiivse küljena võib välja tuua, et allakülvatud kultuurid võivad hakata konkureerima peamise põllukultuuriga valguse, toitainete või vee üle. Seetõttu tuleb hoolikalt valida milliste põllukultuuride puhul sellist meetodit kasutada (Hartwig & Ammon, 2002). Kõige sobilikum on kasutada seda meetet suuremate,



domineerivate kultuuride puhul, näiteks maisipõldudel, puuviljaistandustes, viinamarjaistandustes jne (Infante and Morse, 1996; Hartwig & Ammon, 2002).

Sellised põllud on soodsad varje- ja toitumisaigad põllulindudele, pisiimetajatele ja lülijalgsetele. Paremate mullatingimuste loomine aitab kaasa ka mullaelustiku liigirikkuse ja arvukuse säilimisele. Hartwigi ja Ammoni (2002) sõnul kasvas erinevate mullaorganismide, nagu mitmesugused mullamikroobid, hooghännalised ja vihmaussid, biomass mullas pärast allakülvi kasutusele võtmist. Samast uuringust kajastub ka, et allakülviga põldudel esines vähem taimehaiguste juhtumeid ning kahjurirünnakuid kui oli seda tavaliselt majandatavatel katsepõldudel. Allakülvi meetmega põldudel on täheldatud taimekahjurite looduslike vaenlaste suuremat arvukust, mis võib olla suuresti põhjuseks, miks sellistel põldudel leiti vähem taimekahjurite tekitatud kahjustusi (Hartwig & Ammon, 2002).

### **3.4. Segaviljelus**

Segaviljelus kujutab endast vähemalt kahe erineva kultuuri koos kasvatamist kas kõrvuti ridadena, vältides võimalikult palju tühja maa esinemist, või siis allakülvina (Ouma & Jeruto, 2010). Sarnaneb mingil määral allakülvi meetmele, kuid selle puhul on kasutusel kaks või enam sügiseti koristatavat põllukultuuri ehk siis saadakse otsest majanduslikku kasu mõlema kultuuri pealt. Kuigi esineb konkurentsi ka kahe põllukultuuri vahel on siiski sellise meetmega võimalik saada rohkem kasu nii majanduslikult kui ka keskkonnakaitsealaselt (Hartwig & Ammon, 2002).

Segaviljelus aitab takistada umbrohu levikut, kuna mõlemad kultuurtaimed konkureerivad umbrohutaimedega ressursside pärast ning tänu kahe kultuuri kõrvuti kasvamisele on põllul vähem avatud pinda, kuhu saaksid umbrohutaimed kasvama asuda (Hartwig & Ammon, 2002). Segaviljelus püüab jäljendada traditsioonilist põllumajandust, pakkudes seetõttu ka sobivamaid elutingimusi põllu mitmekesisusele. Uuringute kohaselt on märgatud polükultuursete põldude puhul tunduvalt suuremat erinevate taimekahjurite looduslike vaenlaste arvukust, mis väljendus putukherbivooride arvukuse kahanemises (Altieri, 1999). Segaviljelus on peamiselt kasutusel just troopilistes piirkondades (Hartwig & Ammon, 2002).

### 3.5. Lõokeselaigud

Lõokeselaikudeks (Joonis 6) kutsutakse väikesi umbes 16-20 m<sup>2</sup> suuruseid maa-alasid üldiselt talivilja põldude sees, mis on põllukultuurivabad ning sellel alal kasvavad tavaliselt erinevad niidukoosluse- või umbrohutaimed. Lõokeselaikude peamiseks eesmärgiks on pakkuda pesitsus- ja toitumispaidu põllulindudele, peamiselt just põldlõokesele (*Alauda arvensis*), kelle arvukus on tugevalt langenud pärast põllumajandustegevuse intensiivistumist. Tänu lõokeselaikude olemasolule suureneb linnupoegade toiduressursside ehk erinevate lüljalgsete arvukus. Põldlõokese poegade peamiseks toiduobjektideks on näiteks jooksiklaste (*Carabidae*), lühitiiblaste (*Staphylinidae*) ja sarnastiivaliste (*Homoptera*) sugukonda kuuluvad putukad ning erinevad ämblikulised (*Araneae*). Selliseid loodusliku taimeistikuga maa-alasid luuakse tavaliselt kas külvamise ajal külvimasina ümberprogrammeerimise abil (lõokeselaikude kohal vilja külvi ei toimu, masin liigub lihtsalt üle) või siis herbitsiidide abil. Herbitsiidide kasutamise korral töödeldakse vastava herbitsiidiga lõokeselaikude kohti pärast põllukultuuri külvamist, mis hävitab idaneva taimeistiku. Seda meetodit kasutatakse siis kui külvimasina ümberprogrammeerimine on tülikas, põhjuseks on toodud ka soovi saada lahti teistele taimedele mürgiseks osutuvatest või muidu tülikatest umbrohutaimedest. Üldiselt on aga herbitsiidiga töödeldud lõokeselaikude efektiivsus madalam, kuna taimkate on hõredam ja vähesema taimkattega aladel on ka väiksem selgrootute mitmekesisus, mis on samas peamiseks toiduobjektiks põllulindude poegadele. Kui siiski otsustatakse herbitsiidtõrje kaudu lõokeselaikude loomise kasuks, tuleks kindlasti seda õigesti ajastada. Liiga hiline töötlus ei taga enam piisavalt tiheda taimeistiku tekkimist lõokeselaikudele põllulindude pesitsusperioodi tippajaks (Dillon et al., 2009).

Põldlõokeste puhul on tavaline suhteliselt kõrge kurnade hukkumine pesitsusperioodi jooksul, mistõttu on väga tähtis, et lindudel oleks terve pesitsusperioodi vältel olemas sobilikud elutingimused. Kuna põldlõokesed pesitsevad maapinnal, viljapõldude sees, on nende pesad kerge saak kiskjatele, kes on peamiseks kurnade hukkumise põhjuseks. Samuti mõjutab kurnade arvu põllumajandustegevus – pesade lõhkumine põllumajandustehnika poolt (Donald et al., 2002). Donald et al. (2002) uuringust selgus, et pesitsusedukus sõltub ka põllukultuuri tihedusest ja pikkusest. Liiga tihe ja kõrge taimeistik ei võimalda lindudel enam efektiivselt järglastele toitu hankida, sest väikeste selgrootute leidmine on raskendatud. Sellest tulenevalt hakkavad linnud otsima avatumaid alasid pesitsemiseks, näiteks tallatud rajad põllu sees põllumajandustehnika liikumiseks, mida

kasutatakse põldude väetamisel, kahjuritõrjel jne. Seal on nad aga kerge saak kiskjatele, kes samuti kasutavad neid teid liikumiseks läbi põllu ning pesi hävib seal ka põllumajandustehnika läbi (Donald et al., 2002). Erinevatest uuringutest on välja tulnud, et nendes põllumajanduspiirkondades, kus on kasutusel lõokeselaigud on ka põldlõokeste arvukus tunduvalt suurenenud ja seda lisakurnade saamise arvelt (Donald et al., 2002; Morris et al. 2004; Dillon et al., 2009).



**Joonis 6.** Lõokeselaigud põllu sees (RSPB <http://www.rspb.org.uk/>).

### **3.6. Kesa jätmine**

Kesa korral jäetakse mingi osa põllust sööti ehk põllumajandustootmisest välja. Kesaks jäetud põllupind peab kindlasti olema taimkatte all (vältida tuleks mustkesa), et takistada mulla degradeerumist. Taimedega katmine võib toimuda kas loodusliku suktsessiooni teel või läbi seemnesegude külvi põllupinnale (Buckingham et al., 1999).

Kesade loomise algseks eesmärgiks oli kultiveeritava maa vähendamine, et vältida ületootmist, ning põllupinna erosiooni piiramine. Edaspidi on kesapõllumundus aga mänginud ka suurt rolli põllumajanduslike piirkondade elurikkuse säilitamisel ning põldudele omaste liikide arvukuse tõstmisel (Hansson & Fogelfors, 1998; Buskirk & Willi, 2004). Kesade puhul kasutatakse väetisi või erinevaid põllumajanduskemikaale vaid vähesel määral kui

üldse, nendel aladel ei toimu kündmist ning kui teostatakse kesade niitmist, tuleks seda õigesti ajastada ehk siis mitte enne juuni lõppu (Buskirk & Willi, 2004).

Kesad pakuvad mitmetele seemnetoidulistele põllulindudele lisatoitumisalasid talvisel ajal kui toidu leidmisega on raskusi. Põllumajanduse intensiivistumise tõttu on lindude talviseid toiduressursse jäänud väheks ning talvise suurema suremuse üheks põhjuseks on just toidupuudus (Stoate et al., 2004; Siriwardena et al., 2008). Toiduressursside vähenemise põhjuseks võib olla see, et põllumajanduse intensiivistumise käigus hakati aina rohkem põlde kündma kevade asemel sügisel, mistõttu kadusid põllumajandusmaastikest kõrretüügastega kaetud seemnerikkad põllud. Kõrretüükapõllud olid üheks peamiseks talviseks toiduallikaks põllulindudele, pakkudes lisaks põllukultuuri seemnetele ka umbrohuseemneid, millel on samuti oluline roll lindude toidulauas (Vickery et al., 2004; Black, 2005). Keskkonnameetmete raames jäetud kesadel leidub rohkelt erinevaid umbrohuseemneid (Vickery et al., 2004).

### **3.7. Kuivenduskraavid ja rohtunud veeteed**

Kuivenduskraavid omavad olulist rolli elupaikade pakkumisel põllumajandusmaastikel. Kuivenduskraavid on algselt loodud maaparanduseks ning pinnase ettevalmistamiseks põllumajanduseks. Eesmärgiks oli liigselt niiskete alade (märgalade) kuivendamine, et vastavat maapinda saaks kasutada kultuurtaimede viljelemiseks. Tänapäeval pakuvad kraavid head elupaika ning refuugiumi mitmetele liikidele põllumajandusmaastikel (Herzon & Helenius, 2008). Kraavide elustiku hulka võivad kuuluda põllumajandusmaastikule omased liigid, veekogudega seotud liigid kui ka leiab refuugiumi seal varem eksisteerinud märgala elustik (Milsom et al., 2004). Samas võib neil kraavidel olla ka endiselt vee ärajuhtimise ning kuivendusfunktsioon. Nagu ka rohtunud veeteede puhul, mida kasutakse rohkem USAs, aitavad taimkattega kuivenduskraavid takistada põllupinna erosiooni, juhtides vett aeglaselt ning takistades mullaosakeste ärakannet (Fiener & Auerswald, 2006; Herzon & Helenius, 2008). Kuivenduskraavid vajavad regulaarset hooldust, kuna kraavidesse koguneb surnud taimset massi ja muid setteid, mis hakkavad liialt vee äravoolu takistama ning kinni kasvama (Herzon & Helenius, 2008).

Põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel on paljudes riikides on kuivenduskraavid asendatud maa-aluste torustikusüsteemidega, mis on muutnud põllumajandusmaastiku veel homogeensemaks ja elupaigavaesemaks. Põhja-Euroopa riikides, Baltimaades, Poolas ja

Madalmaades on aga kuivenduskraavid endiselt üpriski tavaline element põllumajandusmaastikes ning nende säilitamine on oluline suurele hulga põllumajanduspiirkonna elustikust (Herzon & Helenius, 2008; Marja & Herzon, 2012).

Rohtunud veeteed (Joonis 7) on looduslikud või inimtekkelised tiheda taimeistikuga madalad kanalid põldude lähistel ja põldude sees, mille esmaseks ülesandeks on erosiooni vähendamine ja põllumajanduslike reovete piiramine (Bryan & Best, 1991; Fiener & Auerswald, 2006). Rohtunud veeteed on peamiselt kasutusel Ameerika Ühendriikide põllumajanduslikes meetmetes, kuid pakkudes efektiivset kaitset erosiooni eest ning käitudes puhveralana põllu sees võiksid nad olla kasulik rakendus ka Euroopa põllumajanduses. Euroopa on nende kasutamine aga üpriski tagasihoidlik (Fiener & Auerswald 2003). Rohtunud veeteed on tavaliselt parabooli või trapetsikujulised. Veeteede loomisel ei tohiks veeteede põhja liiga kolmnurkseks (V-kujuliseks) muuta, kuna sellised süvendid on erosioonitundlikumad (Stone & McKague, 2009). Rohtunud veeteedes toimub põldudelt tuleva üleliigse vee ärakandumine aeglaselt ning mulla erosiooni ei toimu tänu taimkatte olemasolule, mis takistab mullaosakeste ärakannet (Bryan & Best, 1991). Erinevad põllumajandusmaastikes olevad veekogud nagu rohtunud kraavid ja kanalid ning erosioonitiigid on tihti veel omakorda piiritletud puhverribadega (taimekaitseriba), mis samuti aitavad takistada erosiooni ning põllumajanduskemikaalide edasikandumist veekogusse ning vähendada sellest tulenevat kahju elustikule (Barling & Moore, 1994). Lisaks kaudsele elurikkuse säilitamisele läbi mulla kvaliteedi paranemise ja püsijäämise, pakuvad mitmeaastaste rohttaimedega kaetud kanalid ka elupaika ning toiduessursse paljudele lindudele ning putukatele. Eriti kasulikud on rohtunud veeteed just veeputukatest, limustest ja muudest veelise eluviisiga loomadest toituvatele lindudele (Vickery et al., 2004). Rohtunud veeteed on sobilikud elupaigad, pakkudes rohkem varju kiskjate eest ning seal on ka vähem muid häirivaid faktoreid nagu inimtegevus (Bryan & Best, 1991). Iowas läbi viidud katsest selgus Bryani & Besti (1991) sõnul, et rohtunud veeteedes leidis 48 liiki põllulinde kui samal ajal põldudelt leiti vaid 14. Ka lindude arvukus oli kolm korda suurem just rohtunud veeteedes võrreldes tavalise põllualaga. Sellest tulenevalt joonistub tugevalt välja lindude elupaigaeelistus.

Hoolduse osas on oluline roll niitmise õigel ajastamisel, parim niitmise aeg oleks augusti lõpus või septembri alguses, kuna selleks ajaks on lindude pesitsemise tipphooaeg läbi. on Uurimustes on täheldatud, et juuli lõpuni on rohtunud veeteedes üpriski suur lindude

arvukus. Teisalt on rohtunud kanalite olemasolu suve lõpu poole tähtis ka kuna selleks ajaks on tihti muud sobilikud elupaigad juba niidetud (Bryan & Best, 1991).



**Joonis 7.** Rohtunud veetee (vasakul) (Stone & McKague, 2009) ja kuivenduskraav (paremal) (Foto autor: Bob Jenkins, Wikimedia Commons).

#### 4. Olukord Eestis

Kogu Eesti pindalast (45 227 km<sup>2</sup>) on 22,6% kaetud põllumajandusmaaga (The World Bank). Üldiselt on põllumajandusmaastike elurikkuse seisukohalt olukord Eestis parem kui mõnes Lääne-Euroopa riigis nagu näiteks Hollandis (Kleijn et al., 2001; Liira et al., 2008). 20. sajandi teisel poolel läks põllumajanduse areng Lääne- ning Ida- ja Kesk-Euroopas eri suundadesse. Lääne-Euroopa riikide puhul toimus kiire põllumajanduse intensiivistumine ning toodangu suurenemine. Ida- ning Kesk-Euroopa riikides toimus põllumajanduse intensiivistumine tunduvalt hiljem ning aeglasemalt, mistõttu on idapoolsetes piirkondades tavaliselt elurikkust rohkem säilinud. Sellegi poolest on mitmekesisuse kaitse ka idapoolsetes riikides hädavajalik ning kindlasti vajavad tähelepanu ka ekstensiivse põllumajanduse ajast pärit tähtsad põllumajanduspiirkonnad. Probleemiks on vastavate poollooduslike koosluste traditsioonilise majandamise lõpetamine ja piirkondade mahajätmise (Liira et al., 2008; Sutcliffe et al. 2014). Inimtegevuse mõju kadumisel toimub poollooduslike koosluste koosseisu muutumine ning oluline elurikkuse vähenemine (Pärtel et al., 2007).

Eestis toetatakse põllumajandusmaastiku bioloogilise mitmekesisuse säilitamisele ja suurendamisele suunatud tegevusi Euroopa ühise põllumajanduspoliitika ja maaelu arengukava (MAK) põllumajandusliku keskkonnatoetuse programmi raames (Keskkonnaamet, 2013; Eesti maaelu arengukava 2014–2020). Samuti toetatakse keskkonnasõbralikku karjakasvatust, mille eesmärgiks on bioloogilise ja maastikulise mitmekesisuse säilitamine, kultuurrohumaade mullaviljakuse tõstmine ja kariloomade heaolu parandamine (PRIA, 2014). Maaelu arengukava toetab ka poollooduslike niidukoosluste (puisniidud, luhaniidud, rannaniidud, loopealsed, pärisaruniidud, nõmmeniidud, lamminiidud ehk luhad, soostunud niidud ja puiskarjamaad) majandamist. Sellised kooslused on kujunenud pikaajase karjatamise ja niitmise tulemusel, mis muudab mõõduka inimtegevuse tagamise nendes piirkondades väga oluliseks. Ilma niitmise või karjatamiseta erinevad poollooduslikud niidukooslused võsastuvad ning neile omane elurikkus väheneb tunduvalt. Eestis on poollooduslikud niidukooslused oluliseks kasvupaigaks ligi 700 taimeliigile, olles ühed liigirikkamad kooslused Eestis (Pärtel et al., 2007; Keskkonnaamet, 2013).

Alates 2014. aastast algas uus maaelu arengukava rakendamise periood, mis kestab 2020. aastani. See on teine järjestikune periood Eestis Euroopa ühise põllumajanduspoliitika

raames. Arengukavas on plaanis rakendada üle 20 meetme, mis peaksid aitama parandada põllumajanduse konkurentsivõimet ning loodusvarade jätkusuutlikku majandamist. Arengukava raames toetatakse rohestamist ehk keskkonda säästvate meetmete rakendamist põllumajanduses (Eesti maaelu arengukava 2014–2020).

Peamisteks Eestis rakendatud meetmeteks on näiteks rohumaaribad nagu põlluservad tee ja põllu vahel, talvise taimkatte olemasolu põldudel (põllumajanduskultuurid ja kõrretüükas põld), kesa jätmine (nii haljaskesa, loodusliku taimestikuga kesa kui ka mustkesa), allakülv liblikõieliste taimedega, mesilaste korjealade rajamine (õitsevatest taimedest toiduressursside kättesaadavus), puhverribade rajamine põldude lähistel olevate veekogude äärtesse, hekiridade ja kraavide säilitamine (Eesti maaelu arengukava 2014–2020). Lisaks võiks Eestis kasutusele võtta näiteks lõokeselaigud, mille efektiivsust on mitmetes teadustöödest kajastatud (Morris et al. 2004; Donald & Morris 2005; Dillon et al., 2009).



## Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks oli kirjanduse põhjal teha ülevaade põllumajandusmaastike elurikkusest ja selle kaitseks hetkel Euroopa Liidus rakendatavatest põllumajanduslikest keskkonnameetmetest ning nende efektiivsusest. Vastavaid meetmeid rakendatakse ka mujal maailmas, mistõttu on töösse toodud lisaks ka näiteid riikidest väljaspool Euroopat, kuid peamine rõhk on siiski Euroopa Liidu piires rakendatavatel meetmetel.

Põllumajandusmaastikes on pika aja vältel kujunenud välja vastavale keskkonnale omane elurikkus, mis poolloodusliku tausta tõttu sõltub suuresti inimtegevusest ja selle intensiivsusest. 20 saj. teisest poolest alguse saanud põllumajanduse intensiivistumine on tugevalt mõjutanud põllumajandusmaastike liigilist mitmekesisust ja struktuuri ning kutsunud esile paljude liikide arvukuse drastilise languse. Maastikud on muutunud lihtsamaks ja homogeensemaks, muutes piirkonnad erosiooni suhtes haavatavateks ning elupaikadevaesemaks. Intensiivistumise tase ning tagajärjed ei ole kõigis piirkondades küll samad, kuid edasine protsessi jätkumine võib viia liikide hävinguni ka vähem kahjustatud piirkondades nagu idapoolsemad piirkonnad ja hiljem Euroopa Liiduga liitunud riigid. Paljud liigid on otseselt olulised vastava ökosüsteemi funktsioneerimisele ning pakuvad ökosüsteemiteenuseid, millest sõltuvad otseselt ka inimesed. Oluliste ökosüsteemiteenuste nagu mulla viljakuse säilimine, erosiooni takistamine, tolmeldamisteenuse pakkumine, looduslik kahjuritõrje jne efektiivsuse langus või kadumine toob kaasa ka märkimisväärset majanduslikku kahju. Põllumajandustegevus oleneb suuresti ümbritsevast keskkonnast ning seda kujundavatest liikidest ja abiootilistest teguritest.

Läbi põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamise proovitakse nii Euroopas kui ka mõnel pool mujal maailmas vähendada inimtegevuse negatiivset mõju põllumajandusmaastike elurikkusele ning üritatakse motiveerida põllumajandustootjaid keskkonnasäästlikumalt ning jätkusuutlikumalt majandama. Läbitöötatud kirjandusest selgus, et erinevate põllumajanduslike keskkonnameetmete abil on üldiselt võimalik hoida põllumajanduspiirkondade elurikkust või vähemalt vähendada selle edasist hävingut. Üldiselt proovitakse meetmete abil tekitada põllumajandusmaastikele omastele liikidele sobivaid elu-, toitumis- ja pesitsuspaiku (nt. kesad, mardikakünkad, rohumaaribad jne) kui ka säilitada olemasoleva elukeskkonna kvaliteeti (nt. mulla kvaliteedi parandamine, veerežiimi efektiivsuse tagamine, põllumajandusmaastikule omaste maastikuelementide

säilitamine jne).

Meetmete rakendamises on siiski ka piisavalt lünki ning arenguvõimalusi. Erinevatest uurimustest kajastub üldiselt positiivset tagasisidet, kuid vaatamata sellele võib leida ka juhtumeid, kus elurikkuse säilitamisele ja suurendamisele erilist efekti ei olnud. Edaspidises teadustöös võiks keskenduda meetmete efektiivsemaks muutmisele ning inimeste teadlikkuse tõstmisele keskkonnasõbralike majandamisvõimaluste suhtes. Eriti oluline on uuringute läbiviimine ka Ida-Euroopa maades, kus keskkonnameetmete efektiivsuse uuringuid on võrreldes Lääne-Euroopas kajastatuga oluliselt vähem. Põllumajanduse intensiivistumise ajalugu ning hetkel rakendatav intensiivsus vastavates Euroopa regioonides erineb tunduvalt Lääne-Euroopa tingimustest ning seetõttu on elurikkuse säilitamise seisukohalt olulised just kohalikud uuringud neist piirkondadest.

## Summary

### **Biodiversity protection in agricultural landscapes: Agri-environmental schemes and their effectiveness**

The aim of the current bachelor thesis was to give a general overview of agrobiodiversity and its protection in European Union member states through agri-environmental schemes. The current thesis gives information about currently applied agri-environmental schemes and their effectiveness. Such schemes are also implemented in other parts of the world, hence the occasional examples from other countries outside Europe, but the main emphasis of this thesis is still on the member states of European Union.

It has taken a long time for the agrobiodiversity to develop in agricultural landscapes and it is largely dependent on human activity. The agricultural intensification began in the second half of the 20th century and has immensely influenced agricultural landscapes and their structure. Landscapes have become more simple and homogeneous which has caused decline in biodiversity and species abundance. Landscapes are more vulnerable to erosion and have lost many natural habitats. The level of intensification and its consequences are not the same in all European regions, nevertheless further intense impact on agricultural landscapes might also cause drastic loss of biodiversity in the less disturbed areas like in Eastern European countries and in other new member states. Many species who also provide ecosystem services, are critically important for the functioning of the ecosystem. The decline in important ecosystem services like maintenance of soil fertility, erosion control, pollination, biological pest control and so on will cause dramatic economical loss. Sustainability of agriculture itself is highly dependent on surrounding environment and its biotic and abiotic factors.

Agri-environmental schemes have been developed to reduce the negative impact of intensive agriculture on agricultural biodiversity and to encourage farmers to protect biodiversity and the sustainability of the ecosystem. Based on several research materials we can say that the agri-environmental schemes have been successful in many countries. With the implementation of the agri-environmental schemes it is possible to sustain agrobiodiversity or at least reduce its further decline. In overall perspective agri-environmental schemes aim to create suitable habitat for different species (for example set-aside land, beetle banks, field margins and so on) or to sustain existing habitat quality

through restoration of soil quality, provision of effective water circulation and preservation of natural landscape elements.

Regardless of the positive feedback there are also several throwbacks and gaps in the implementation of agri-environmental schemes. Future research should focus on making the schemes more effective in all regions and to promote the implementation of environmentally-friendly farming techniques. In addition, it is especially important to also conduct more research in Eastern European countries where the research on effectiveness of agri-environmental schemes has been scarce in comparison with Western European countries. The history of agricultural intensification and the current intensity of agriculture of Eastern European countries differ from Western European countries. For that reason it is also important to conduct more research in those areas.

## **Tänuavaldused**

Soovin tänada oma juhendajat, Aveliina Helmi, kes oli abivalmis ja vastutulelik ning kelle abi oli töö valmimisel väga oluline.

## Kasutatud kirjandus

1. Aavik, T., & Liira, J. (2010). Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture, ecosystems & environment*, 135(3), 178-186.
2. Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 19-31.
3. Barling, R. D., & Moore, I. D. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management*, 18(4), 543-558.
4. Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tscharntke, T. (2010). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, rspb20101923.
5. Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.
6. Bianchi, F. J. J. A., Mikos, V., Brussaard, L., Delbaere, B., & Pulleman, M. M. (2013). Opportunities and limitations for functional agrobiodiversity in the European context. *Environmental Science & Policy*, 27, 223-231.
7. Black, R. (5.04.2005). Field stubble helps rare birds. BBC News.
8. Blanco, H., Lal, R. (2010). Principles of Soil Conservation and Management, Springer Science+Business Media B.V.
9. Boatman, N. D., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W., ... & Robertson, P. A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146(s2), 131-143.
10. Broughton, R. K., Shore, R. F., Heard, M. S., Amy, S. R., Meek, W. R., Redhead, J. W., ... & Pywell, R. F. (2014). Agri-environment scheme enhances small mammal diversity and abundance at the farm-scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 192, 122-129.
11. Bryan, G. G., & Best, L. B. (1991). Bird abundance and species richness in grassed waterways in Iowa rowcrop fields. *American Midland Naturalist*, 90-102.
12. Buckingham, D. L., Evans, A. D., Morris, A. J., Orsman, C. J., & Yaxley, R. (1999). Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study*, 46(2), 157-169.
13. Butler, S. J., Bradbury, R. B., & Whittingham, M. J. (2005). Stubble height affects the use of stubble fields by farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 469-476.
14. Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., & Nowakowski, M. (2007). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee

- abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 29-40.
15. Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., & Nowakowski, M. (2007). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 29-40.
  16. Cromwell, E., Cooper, D., & Mulvany, P. (1999). Agriculture, biodiversity and livelihoods: issues and entry points. *Natural Resources Perspectives*, 38, 1-34.
  17. Dabney, S. M., Delgado, J. A., & Reeves, D. W. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(7-8), 1221-1250.
  18. Davies, Z. G., & Pullin, A. S. (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape ecology*, 22(3), 333-351.
  19. Dawson, B., Stewart, S. (2011). Management for bumblebees – how farmers can bring back the buzz. Technical note TN639 of Biodiversity and Conservation Advisory Activity.
  20. De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
  21. De Snoo, G. R. (1999). Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning*, 46(1), 151-160.
  22. Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., & Li, H. (2010). Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 3(1), 1-25.
  23. Dillon, I. A., Morris, A. J., Bailey, C. M., & Uney, G. (2009). Assessing the vegetation response to differing establishment methods of ‘Skylark Plots’ in winter wheat at Grange Farm, Cambridgeshire, England. *Conservation Evidence*, 6, 89-97.
  24. Donald, P. F., Evans, A. D., Muirhead, L. B., Buckingham, D. L., Kirby, W. B., & Schmitt, S. E. I. I. (2002). Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis*, 144(4), 652-664.
  25. Duffield, S. J., & Aebischer, N. J. (1994). The effect of spatial scale of treatment with dimethoate on invertebrate population recovery in winter wheat. *Journal of Applied Ecology*, 263-281.
  26. Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., & Smith, H. G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both?. *Biological Conservation*, 172, 65-71.

27. Fiener, P., & Auerswald, K. (2003). Concept and effects of a multi-purpose grassed waterway. *Soil Use and Management*, 19(1), 65-72.
28. Fiener, P., & Auerswald, K. (2006). Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. *Soil and Tillage Research*, 87(1), 48-58.
29. Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological economics*, 68(3), 810-821.
30. Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., ... & Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97-105.
31. Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2004). Dynamic causal patterns of desertification. *Bioscience*, 54(9), 817-829.
32. Gillings, S., Newson, S. E., Noble, D. G., & Vickery, J. A. (2005). Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1564), 733-739.
33. Haaland, C., Naisbit, R. E., & BERSIER, L. F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), 60-80.
34. Halada, L., Evans, D., Romão, C., & Petersen, J. E. (2011). Which habitats of European importance depend on agricultural practices?. *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2365-2378.
35. Hall, Christine. (2002). Grass Margins and Beetle Banks. Technical note. SAC Conservation Services.
36. Hannon, L. E., & Sisk, T. D. (2009). Hedgerows in an agri-natural landscape: potential habitat value for native bees. *Biological conservation*, 142(10), 2140-2154.
37. Hansson, M., & Fogelfors, H. (1998). Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 35(5), 758-771.
38. Hartwig, N. L., & Ammon, H. U. (2002). Cover crops and living mulches. *Weed science*, 50(6), 688-699.
39. Henderson, I. G., Vickery, J. A., & Carter, N. (2001). The relative abundance of birds on farmland in relation to game-cover and winter bird crops. *BTO Research Report*.
40. Hendrickx, F., MAELFAIT, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., ... & Bugter, R. O. B. (2007). How landscape structure, land-use



- intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340-351.
41. Herzon, I., & Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141(5), 1171-1183.
  42. Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of environmental management*, 60(1), 33-49.
  43. Holland, J. M. (2012). Promoting agri-environment schemes for conservation biocontrol. *Landscape Management for Functional Biodiversity IOBC/WPRS Bull*, 75, 99-103.
  44. Infante, M. L., & Morse, R. D. (1996). Integration of no tillage and overseeded legume living mulches for transplanted broccoli production. *HortScience*, 31(3), 376-380.
  45. Karise, R., Mänd, M. (21.07.2012) Kuhu ja Miks Mesilased Kaovad? Mesinike vabariiklik teabe- ja õppepäev Euroopa Liidu Eesti riikliku mesindusprogrammi 2010 - 2013 raames. [http://2010-2013.mesindusprogramm.eu/sites/default/files/reet\\_karise\\_21.07.2012\\_elva\\_kuhu\\_miks\\_mesilased\\_kaovad\\_pr-8-1.3-20.pdf](http://2010-2013.mesindusprogramm.eu/sites/default/files/reet_karise_21.07.2012_elva_kuhu_miks_mesilased_kaovad_pr-8-1.3-20.pdf)
  46. Keskkonnaamet. (2013). "Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014–2020"
  47. Kivimägi, I., Ploomi, A., Mänd, M., Kruus, M., Jõgar, K., Metspalu, L., Hiisaar, K., Luik, A., Vaarak, T., Vaarak, T. 2012. Rohumaariba mõju jooksiklaste ja ämblike arvukusele talinisupõldudel. *Agronoomia* 2012, 135–140.
  48. Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of applied ecology*, 40(6), 947-969.
  49. Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., Esteban, J. D., Fernández, F., ... & Yela, J. L. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 243-254.
  50. Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., & Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), 723-725.
  51. Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303-313.
  52. Kluser, S., & Peduzzi, P. (2007). Global pollinator decline: a literature review.

53. Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual review of entomology*, 45(1), 175-201.
54. Lang, A., Filser, J., & Henschel, J. R. (1999). Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture, ecosystems & environment*, 72(2), 189-199.
55. Lazzaro, L., Otto, S., & Zanin, G. (2008). Role of hedgerows in intercepting spray drift: evaluation and modelling of the effects. *Agriculture, ecosystems & environment*, 123(4), 317-327.
56. Liira, J., Aavik, T., Parrest, O., & Zobel, M. (2008). Agricultural sector, rural environment and biodiversity in the Central and Eastern European EU member states.
57. MacDonald, D. W., & Johnson, P. J. (1995). The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology*, 492-505.
58. MacLeod, A., Wratten, S. D., Sotherton, N. W., & Thomas, M. B. (2004). 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*, 6(2), 147-154.
59. Marja, R., & Herzon, I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter. *Ornis Fennica*, 89, 170-181.
60. Marja, R., Herzon, I., Viik, E., Elts, J., Mänd, M., Tschardtke, T., & Batáry, P. (2014). Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biological Conservation*, 178, 146-154.
61. Marshall, E. J. P., & Moonen, A. C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(1), 5-21.
62. Menta, C. (2012). *Soil Fauna Diversity-Function, Soil Degradation, Biological Indices, Soil Restoration*. INTECH Open Access Publisher.
63. Milsom, T. P., Sherwood, A. J., Rose, S. C., Town, S. J., & Runham, S. R. (2004). Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, ecosystems & environment*, 103(1), 85-99.
64. Montgomery, D. R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(33), 13268-13272.

65. Morris, A. J., Holland, J. M., Smith, B., & Jones, N. E. (2004). Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (SAFFIE): managing winter wheat sward structure for Skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis*, 146(s2), 155-162.
66. Olff, H., & Bakker, J. P. (1991). Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology*, 1040-1052.
67. Ouma, G., & Jeruto, P. (2010). Sustainable horticultural crop production through intercropping: The case of fruits and vegetable crops: A review. *Agric. Biol. JN Am*, 1(5), 1098-1105.
68. Parish, D. M., & Sotherton, N. W. (2004). Game crops and threatened farmland songbirds in Scotland: a step towards halting population declines?: Capsule During winter songbirds were far more abundant in game cover crops than conventional agricultural habitats. *Bird Study*, 51(2), 107-112.
69. Pärtel, M., Helm, A., Roosalus, E. & Zobel, M. (2007). Bioloogiline mitmekesisus Eesti pool-looduslikes ökosüsteemides. Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme (ed J. M. Punning), pp. 223 - 302. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, Tallinn.
70. Pollard, K. A., & Holland, J. M. (2006). Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8(3), 203-211.
71. Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., ... & Schweiger, O. (2011). Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research*, 50(2), 152.
72. Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E., & Oñate, J. J. (2003). Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of environmental management*, 67(2), 129-138.
73. Pywell, R. F., Meek, W. R., Hulmes, L., Hulmes, S., James, K. L., Nowakowski, M., & Carvell, C. (2011). Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 15(6), 853-864.
74. Ramsden, M. W., Menéndez, R., Leather, S. R., & Wäckers, F. (2015). Optimizing field margins for biocontrol services: The relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 94-104.
75. Reijnen, R., & Foppen, R. U. U. D. (2006). Impact of road traffic on breeding bird populations. In *The ecology of transportation: managing mobility for the environment* (pp. 255-274). Springer Netherlands.
76. RSPB - The Royal Society for the Protection of Birds. (2006). Beetle banks. Farming and crofting for wildlife. Advisory sheet.

77. Rundlöf, M., Andersson, G. K., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., ... & Smith, H. G. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*.
78. Scalenghe, R. I. C. C. A. R. D. O., Edwards, A. C., & Barberis, E. (2007). Phosphorus loss in overfertilized soils: The selective P partitioning and redistribution between particle size separates. *European journal of agronomy*, 27(1), 72-80.
79. Siriwardena, G. M., Calbrade, N. A., & Vickery, J. A. (2008). Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand?. *Ibis*, 150(3), 585-595.
80. Soane, B. D., Ball, B. C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., & Roger-Estrade, J. (2012). No-till in northern, western and south-western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*, 118, 66-87.
81. Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Van Doorn, A., ... & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), 22-46.
82. Stoate, C., Henderson, I. G., & PARISH, D. (2004). Development of an agri-environment scheme option: seed-bearing crops for farmland birds. *Ibis*, 146(s2), 203-209.
83. Stoate, C., Szczur, J., & Aebische, N. J. (2003). Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England: Declining farmland species were more abundant in these crops which can be matched to the birds' requirements. *Bird study*, 50(1), 15-21.
84. Stone, R. P., & McKague, K. J. G. (2009). *Grassed waterways*. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs.
85. Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S., & Leuschner, C. (2011). The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, rspb20111686.
86. Sutcliffe, L. M., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. V., Herzon, I., ... & Tschamtker, T. (2014). Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions*.
87. Swift, M. J., Izac, A., & van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 113-134.
88. Thomas, S. R., Goulson, D., & Holland, J. M. (2001). Resource provision for farmland gamebirds: the value of beetle banks. *Annals of Applied Biology*, 139(1), 111-118.
89. Thomas, S. R., Noordhuis, R., Holland, J. M., & Goulson, D. (2002). Botanical diversity of beetle banks: effects of age and comparison with conventional arable

field margins in southern UK. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93(1), 403-412.

90. Van Buskirk, J., & Willi, Y. (2004). Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation*
91. Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A., & Grice, P. V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological conservation*, 119(1), 19-39.
92. Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., & Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological conservation*, 119(1), 1-18.

#### Internetiallikad

1. Alvela, Ain. (23. aprill 2015). Otsekülv levib üha enam. Maaleht. <http://maaleht.delfi.ee/news/maamajandus/uudised/otsekulv-levib-uha-enam?id=71285435> (vaadatud 22.05.2015)
2. Eesti maaelu arengukava 2014–2020. <http://agri.ee/et/eesmargid-tegevused/eesti-maaelu-arengukava-mak-2014-2020> (vaadatud 16.05.15)
3. European Commission, Agriculture and Rural Development, koduleht. Agri-environment measures. [www.ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index\\_en.htm](http://www.ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_en.htm) (vaadatud 17.11.14)
4. PRIA – Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Ameti koduleht. Loomade karjatamise toetus (MAK meede 2.4). [http://www.pria.ee/et/toetused/valdkond/loomakasvatus/loomade\\_karjatamise\\_toetus\\_2014/](http://www.pria.ee/et/toetused/valdkond/loomakasvatus/loomade_karjatamise_toetus_2014/) (vaadatud 17.11.14)
5. The World Bank koduleht. Põllumajandusliku maa protsent kogu pindalast. <http://data.worldbank.org> (vaadatud 23.05.15)

**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Elisabeth Prangel,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Põllumajandusmaastike elurikkuse kaitse: Põllumajanduslikud keskkonnameetmed ja nende tulemuslikkus“,

mille juhendaja on vanemteadur Aveliina Helm,

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **27.05.2015**